

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ESTUDO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS – ASPECTOS TÉCNICOS E
AMBIENTAIS**

Piter Martini Pereira

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2008**

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ESTUDO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS – ASPECTOS TÉCNICOS E
AMBIENTAIS**

Piter Martini Pereira

**Trabalho apresentado à Universidade Federal
de Santa Catarina para Conclusão do Curso de
Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental**

**Orientador
Químico Msc. Fábio Rohers**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2008**

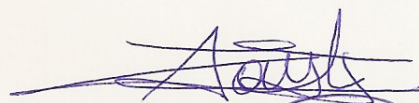
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**ESTUDO DO PROCESSO DE EVAPORAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERROS
SANITÁRIOS – ASPECTOS TÉCNICOS E AMBIENTAIS**

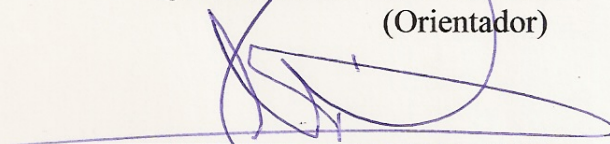
PITER MARTINI PEREIRA

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos para
Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental-
TCC II**

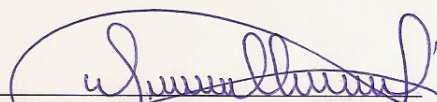
BANCA EXAMINADORA:



**Químico Msc. Fábio Roehrs
(Orientador)**



**Químico Msc. Denyo Silva
(Membro da Banca)**



**Eng. Msc. Débora Machado de Oliveira
(Membro da Banca)**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2008**

*Aos meus pais Jorge e Denise pelo amor, apoio e
formação que me proporcionaram durante
toda minha vida.*

AGRADECIMENTOS

- Ao professor Armando Borges de Castilhos Junior pela oportunidade de desenvolver a pesquisa.
- Ao meu orientador Fábio Roehrs pela competência e dedicação.
- A Débora Machado de Oliveira pela dedicação e direcionamento no início da pesquisa.
- A minha namorada Luana Karina Finardi pelo imensurável apoio, paciência, amor e cumplicidade.
- Aos meus colegas de trabalho na Engemab: Peretti, Vamblê e Daniel pela força que me deram durante esta pesquisa.
- Enfim a todos que de uma forma ou outra ajudaram na realização deste trabalho.

RESUMO

A principal técnica e mais usada para a disposição de resíduos sólidos é o aterro sanitário, porém, gera dois grandes poluentes: o metano e o lixiviado. Se mal projetado, operado com ineficiência ou instalado em local incorreto o aterro sanitário deixa de ser uma alternativa segura de disposição, transformando-se em uma fonte de poluição do solo, do ar e de águas superficiais e subterrâneas. Neste sentido, a presente pesquisa tem como objetivo principal estudar o processo de evaporação de lixiviados de aterros sanitários como uma opção de tratamento. E como objetivos específicos: determinar a energia necessária para evaporar um determinado volume de lixiviado, verificar a qualidade do evaporado em termos de condutividade, DQO, DBO, amônia e sólidos totais do sistema de evaporação e verificar a eficiência de remoção dos parâmetros em diferentes pHs. A pesquisa utilizou um aparato experimental que consiste em: uma manta de aquecimento com regulador de temperatura, um balão de aquecimento, um condensador reto, dois termômetros e um béquer. O experimento consistiu em evaporar o lixiviado, sob temperatura controlada e condensar o vapor gerado com auxílio de uma coluna de resfriamento. Amostras de lixiviado bruto, do vapor condensado e do lixiviado concentrado na evaporação foram coletadas e analisadas. Dentre os resultados obtidos podemos destacar: i) O comportamento dos parâmetros do aterro de Biguaçu/SC foi similar ao aterro de Lages/SC. ii) A DQO, DBO e sólidos totais obtiveram remoções acima de 88%. iii) Observou-se uma redução acima de 75% na condutividade nas amostras com pH = 6,5 (com acidificação prévia). iv) A amônia teve um menor acréscimo de 23,4% nas amostras com pH = 6,5 (com acidificação prévia). Com a pesquisa pode-se concluir que nos diferentes pHs estudados houve remoção eficiente dos parâmetros analisados com exceção da amônia, sendo este poluente o de mais difícil remoção no estudo do processo de evaporação. Por fim pode-se observar que o lixiviado evaporado pode ter elevada qualidade e ter fácil disposição, verificando-se assim a eficiência do sistema de evaporação como tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

PALAVRAS-CHAVE: Aterros Sanitários, Lixiviado e Evaporação.

ABSTRACT

The main technical and used for the disposal of solid waste is the landfill, but, creates two major pollutants: the methane and the leachate. If poorly designed, operated with inefficiency or installed in wrong place the landfill is no longer a safe alternative for disposal, turning into a source of pollution of soil, air and surfacewater and groundwater. In this sense, this research has the main objective to explore the process of evaporation of leachate from landfills as an option for treatment. And how specific objectives: determine the energy required to evaporate a certain amount of leachate, check the quality of evaporated in terms of conductivity, COD, BOD, ammonia and total solids the system of evaporation and check the efficiency of removal of the pollutants in different pH. The research used an experimental apparatus that is: a Warm up manta with regulator of temperature, a flask of heating, a condenser straight, two thermometers and a beaker. The experiment was to evaporate the leachate, under controlled temperature and condense the steam generated with the help of a column of cooling. Samples of leachate gross, the vapor condensed and concentrated leachate in the evaporation were collected and analyzed. Among the results obtained can emphasize: i) The behaviour of the parameters of the landfill Biguaçu/SC was similar to the landfill of Lages/SC. ii) The COD, BOD and total solids obtained removals above 88%. iii) It was observed a reduction over 75% in conductivity in the samples with pH = 6.5 (with prior acidification). iv) The ammonia was an smaller increase of 23.4% the samples with pH = 6.5 (with prior acidification). With the search can be concluded that the different pH studied there was efficient removal of the parameters examined except for ammonia, which is the polluting of more difficult removal in the study of the process of evaporation. Finally we can see that the leachate evaporated can have high quality and easily available to disposal, thus checking the efficiency of the system of evaporation as treatment of leachate from landfill.

KEYWORDS: Landfill, Leachate and Evaporation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	11
2.1. Objetivo geral.....	11
2.2. Objetivos específicos	11
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1. Aterros Sanitários.....	12
3.2. Origem e Formação de Lixiviados.....	13
3.3. Caracterização e Composição de Lixiviados	13
3.4. Técnicas de Tratamento de Lixiviados	17
3.4.1. Tratamentos Biológicos	17
3.4.2. Sistemas de Membranas.....	19
3.4.3. Evaporação	20
3.5. Comparações dos Sistemas	22
3.5. Teoria de Evaporação.....	24
3.7. Estudos em Escala Piloto	26
3.7.1. Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários por Evaporação (Deborah R. Birchler et al, 1994).	26
4. METODOLOGIA	28
4.1. Caracterização do Lixiviado	28
4.2. Aparato Experimental	29
4.3. Procedimento Experimental.....	29
4.4. Métodos Analíticos	30
4.4.1. Determinação de Amônia – Método Potenciométrico	30
4.4.2. Determinação da DQO (Demanda Química de Oxigênio)	31
4.4.3. Determinação de Sólidos	32
4.4.4. Determinação da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1. Amostras do Aterro de Biguaçu/SC.....	34
5.1.1 Condutividade	35
5.1.2 Amônia.....	36
5.1.3 DQO.....	37
5.1.4 DBO	38
5.1.5 Sólidos Totais.....	39
5.2. Amostras do Aterro de Lages/SC	40
5.2.1 Condutividade	41
5.2.2 Amônia.....	42
5.2.3 DQO.....	43
5.2.4 DBO	44
5.2.5 Sólidos Totais.....	45
5.3. Determinação da Energia Elétrica do Sistema	46
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	47
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

1. INTRODUÇÃO

O advento da Industrialização substituiu as ferramentas pelas máquinas e a energia humana e animal pela energia motriz. Segundo PORTILHO (2000), nesse período cresceu a produção de materiais artificiais e sintéticos e intensificou-se o uso de energia não renovável, entre outras coisas, ocorreu uma redistribuição da população, juntamente ocorreu o aumento dos grandes centros.

A resposta de tudo isso foi degradação do meio ambiente, gerando assim resíduos urbanos em grande quantidade. A destinação dos resíduos é um problema constante em quase todo mundo. No Brasil, a técnica mais empregada de tratamento/disposição de resíduos sólidos urbanos é o Aterro Sanitário (PORTILHO, 2000).

Aterros sanitários são considerados uma maneira prática, econômica e segura de destinar os resíduos urbanos e industriais. Por isso, é a forma mais utilizada para tratamento de resíduos sólidos em diversas partes do mundo. Utilizam grandes áreas de terra, onde o resíduo é depositado de maneira controlada. Porém, se mal projetados, operados com ineficiência ou instalados em local incorreto deixam de ser uma alternativa segura de disposição de resíduos sólidos, transformando-se em uma fonte de poluição do solo, do ar e de águas superficiais e subterrâneas. A poluição atmosférica se deve ao processo de decomposição da matéria orgânica que gera enormes quantidades de metano e outros componentes tóxicos, e de lixiviados contendo todos os componentes tóxicos presentes no lixo que podem contaminar o solo e as águas.

Em geral, no tratamento de lixiviados, processos biológicos convencionais e processos físico-químicos não reduzem carga orgânica em termos de DQO em níveis requeridos para que o efluente seja lançado em corpos receptores e estes têm como obstáculo também o tratamento de substâncias húmicas, grupo heterogêneo de substâncias não-voláteis, presentes nos lixiviados. Substâncias húmicas, incluindo ácidos húmicos e ácidos fúlvicos, são separadas dos lixiviados através da técnica de evaporação (YUE et al., 2006).

Neste sentido, a presente pesquisa tem como objetivo geral estudar o processo de evaporação de lixiviados aterros sanitários como uma opção de tratamento tendo em vista a problemática abordada.

Para a realização deste trabalho e obtenção do objetivo geral foi montado aparato experimental, constituído de uma manta térmica onde foi aquecido o lixiviado bruto e o vapor proveniente do aquecimento foi condensado, obtendo-se o lixiviado evaporado, restando o lixiviado concentrado (parcela líquida restante após procedimento de evaporação do lixiviado bruto no balão) que foi submetido às seguintes análises laboratoriais dos parâmetros: DBO, DQO, amônia, condutividade e sólidos totais.

Com a determinação destes parâmetros foi possível verificar a eficiência do sistema evaporação como tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Estudar o processo de evaporação como tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

2.2. Objetivos específicos

- Determinar a energia necessária para evaporar um determinado volume de lixiviado;
- Verificar a qualidade do evaporado em termos de DBO, DQO, amônia, condutividade e sólidos totais do sistema de evaporação;
- Verificar a eficiência de remoção dos poluentes em diferentes pHs;
- Comparar o efeito da técnica de evaporação em dois aterros sanitários diferentes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Aterros Sanitários

O aterro sanitário é atualmente uma das soluções mais procuradas dentre as diferentes técnicas visando à destinação final de resíduos sólidos, sendo o método mais econômico e ambientalmente aceitável, por todo o mundo (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1984) aterro sanitário é "uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário".

Esta técnica consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo, dispondo-os em camadas que são periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte, formando células, de modo a se ter alternância entre os resíduos e o material de cobertura.

Segundo BIDONE & POVINELLI (1999) citado por SOUZA (2005) o aterro sanitário é uma forma de disposição dos resíduos sólidos no solo, utilizando critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento adequado dos resíduos sólidos.

O aterro sanitário é uma solução sanitariamente adequada para a destinação final de resíduos, é uma técnica muito difundida em quase todo mundo, por ser uma solução econômica comparado a outros processos. O aumento constante dessa prática e da consciência do público em geral tem levado a uma preocupação maior com respeito à poluição ambiental causada pelo lixiviado, percolado resultante dessa forma de disposição (QASIM & CHIANG, 1994).

Os principais problemas provenientes desta técnica implicam na possibilidade de contaminação das águas superficiais e subterrâneas pela ação dos líquidos percolados, em consequência dos processos de decomposição (químicos, físicos e biológicos) aos quais os resíduos são submetidos. Por esta razão o tratamento do lixiviado dos aterros sanitários é de grande importância para a redução dos impactos ambientais.

3.2. Origem e Formação de Lixiviados

Segundo REHMAN (2003), o lixiviado é definido com um contaminante líquido que infiltra através dos resíduos sólidos dispostos no aterro sanitário. O lixiviado é formado pela umidade existente na massa dos resíduos (durante o processo de degradação biológica) e essencialmente pela infiltração da água de chuva no aterro sanitário.

A quantidade de líquido lixiviado produzido em um aterro sanitário depende de vários fatores como: condições meteorológicas do local (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade do solo em reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento, recirculação do percolado); idade e natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, nível de matéria orgânica, características); topografia (área e perfil do aterro); qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da população (OLIVEIRA, 2000).

LU (1985), afirma que as condições que afetam a disponibilidade de água nos resíduos sólidos incluem diretamente a precipitação, intrusão de água no solo, irrigação, decomposição do resíduo e co-disposição de água ou esgoto com o resíduo. Destas fontes de água, o principal contribuinte direto é a precipitação, na formação do lixiviado.

3.3. Caracterização e Composição de Lixiviados

Segundo GOMES et al. (2006), o lixiviado é um líquido escuro, turvo e malcheiroso que exige alta demanda de oxigênio para estabilização.

Composição e concentração dos lixiviados estão intimamente relacionadas com (1) as características dos resíduos sólidos aceitos no aterro, (2) as condições climáticas da região em que o mesmo situa-se, (3) a idade média e as condições operacionais e de projeto do aterro (KEENAN et al., 1984).

De acordo com o CASTILHOS (1991) a variação da composição dos percolados é relativamente bem estudada; as análises físico-químicas destes efluentes dizem respeito a vários parâmetros. Todavia, uma composição *Standard* (padrão) do percolado de aterro sanitário é difícil de ser estabelecida e os resultados numéricos que a literatura pode nos fornecer são válidos apenas para aterros sanitários específicos.

O impacto produzido pelo lixiviado sobre o meio ambiente está diretamente relacionado com sua fase de decomposição. O lixiviado de aterro novo (pouco tempo de operação), quando recebe boa quantidade de águas pluviais é caracterizado por pH ácido, alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), alto valor de demanda química de

oxigênio (DQO) e pela presença de diversos compostos potencialmente tóxicos. Com o passar dos anos há uma redução significativa da biodegradabilidade devido à conversão, em metano e CO₂, de parte dos componentes biodegradáveis (SERAFFIM et al., 2003).

As principais categorias de substâncias que o compõem são (1) ácidos graxos voláteis, (2) metais pesados e (3) poluentes orgânicos tóxicos e persistentes (GOMES et al., 2006).

Segundo EHRIG (1983), para prever a qualidade dos líquidos percolados é útil um entendimento dos processos biológicos que ocorrem no aterro sanitário. Em um aterro, ocorrem basicamente os processos biológicos aeróbios e anaeróbios, sendo que a penetração do oxigênio no aterro é baixa, com exceção da área da superfície. Por esta razão, o processo anaeróbio é predominante no aterro sanitário.

Em ambiente anaeróbio, a fração carbonácea é praticamente toda convertida a ácidos carboxílicos de cadeia curta (voláteis), e seqüencialmente em metano. Uma fração, porém, será convertida em compostos refratários à degradação anaeróbia (ácidos húmicos e fúlvicos). Os compostos inorgânicos, por seu turno, sofrem transformações bioquímicas anaeróbias atuando, via de regra, como aceptores de elétrons, sendo reduzidos no processo de oxidação da matéria carbonácea; combinam-se para formar sais mais ou menos solúveis em função das condições de pH, e podem ser quelados e complexados pela própria matéria orgânica ou complexos do solo (FLECK, 2003).

LU et al. (1985), afirmam que a estabilização dos resíduos sólidos municipais em um aterro sanitário pode ser separada em duas etapas biológicas principais: a fase de degradação aeróbica e uma fase de decomposição anaeróbica, que se desenvolve uma vez que o oxigênio originalmente presente no aterro sanitário é consumido. A transformação da fase aeróbia para a fase anaeróbia pode ocorrer rapidamente após a disposição do resíduo, em alguns casos, em questões de horas, ou pode ser postergado onde persistir o oxigênio, por exemplo, próximo à superfície do aterro.

Os autores afirmam também que a fase de decomposição aeróbica é geralmente curta, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos resíduos e função do oxigênio presente em um aterro. O lixiviado produzido durante esta fase é caracterizado pelo arrastamento do material particulado, a alta dissolução de sais solúveis que inicialmente estão presentes no aterro sanitário e a presença relativamente pequena de substâncias de espécies orgânicas resultante da degradação aeróbia. Os lixiviado formados nessa fase inicial são provavelmente resultados da umidade restante da compactação do resíduo durante a construção da célula.

LU et al. (1985), afirmam ainda que no início do processo de degradação anaeróbia é a fermentação ácida que prevalece, tendo como consequência, lixiviado de baixo pH, alta concentração de ácidos voláteis e concentrações consideráveis de íons inorgânicos (por exemplo: Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺). Nesta condição o pH geralmente diminui conforme a produção de ácidos graxos voláteis, o aumento parcial

da pressão de CO_2 , o aumento na concentração de cátions e ânions, provavelmente resulta da lixiviação de materiais rapidamente solúveis, incluindo aqueles originalmente disponíveis na massa do resíduo e aqueles gerados pela biodegradação da matéria orgânica.

Segundo BARROS (2004), de acordo com os valores de pH e de DBO_5 é possível determinar em que fase de decomposição se encontra os resíduos urbanos: a fase inicial, acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e DBO_5 elevados. A fase de fermentação metanogênica, caracteriza-se por valores de pH mais elevados e DBO_5 menores. Nessa fase há decomposição dos produtos da fermentação ácida, sendo convertidos em metano (CH_4), substâncias húmicas e água.

Os poluentes mais comuns encontrados no lixiviado podem ser divididos em 4 grupos:

a) matéria orgânica dissolvida, quantificada como DQO (demanda química de oxigênio) ou COT (carbono orgânico total), ácidos voláteis (que se acumulam durante a fase ácida de decomposição dos resíduos) e compostos refratários como ácidos húmicos e fúlvicos.

b) componentes inorgânicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , NH_3 e outros.

c) metais: Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Hg^{2+} e Zn^{2+} , dentre outros.

d) compostos orgânicos xenobióticos: são compostos orgânicos não biodegradáveis originários de resíduos domésticos e industriais; estão presentes em concentrações relativamente baixas; dentre os principais destacam-se hidrocarbonetos aromáticos (benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos), fenóis, compostos alifáticos clorados (tricloroetileno, tetracloroetileno), aromáticos clorados e pesticidas (CHRISTENSEN et al., 2001; KJELDSEN et al., 2002).

A composição e concentração dos lixiviados mudam de acordo com a idade do aterro sanitário. Valores típicos para aterros novos vão variar de acordo com o estado metabólico do aterro. Sendo que aterros novos possuem matéria orgânica biodegradável em grande quantidade sendo submetida à degradação anaeróbica. Consequentemente, lixiviados de aterros antigos são mais estabilizados e tem menores concentrações orgânicas (U.S. EPA, 1995).

Valores de DQO em lixiviado estabilizado, tendem a ser cada vez menores, conforme a diminuição da carga orgânica poluente. Em contraste, valores de N amoniacal permanecem elevados durante vários anos, constituindo-se, dessa forma, no principal poluente em amostras de lixiviado estabilizado.

Segundo CHU et al. (1994) e KJELDTSEN et al. (2002) as concentrações de N-amoniaco permanecem elevadas por pelo menos cinquenta anos. CHEN (1996) afirma que o aumento do pH, durante a vida de um aterro, se dá devido à decomposição biológica do N-orgânico a N-amoniaco.

Concentrações de lixiviados são frequentemente relatadas através de limites, não como valores distintos. Estes limites são usualmente amplos. Abaixo na Tabela 1 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993) as típicas características de lixiviados de aterros novos e antigos.

Tabela 1 – Valores Típicos de Lixiviados de Aterros Sanitários.

Constituição	Valores (mg/L)	
	Aterros Novos Menos de 2 anos	Aterros antigos Mais de 10 anos
pH	4,5-7,5	6.6-7.5
DBO	2.000-30.000	100-200
DQO	3.000-60.000	100-500
TOC	1.500-20.000	80-160
TSS	200-2.000	100-400
Clorofila	200-3.000	100-400
Sulfato	50-1.000	20-50
Nitrogênio Orgânico	10-800	80-120
Nitrato	5-40	5-10
Fósforo Total	5-100	5-10
Orto-Fosfato	4-80	4-8
Alcalinidade	1.000-10.000	200-1.000
Dureza	300-10.000	200-500
Cálcio	200-1.000	100-400
Magnésio	50-1.500	50-200
Potássio	200-1.000	50-400
Sódio	200-2.500	100-200
Ferro Total	50-1.200	20-200

Fonte: (Tchobanoglous et al., 1993)

Segundo SOUZA (2005) a caracterização dos lixiviados é fundamental para a definição da configuração dos sistemas de tratamento destes efluentes, pois permite conhecer a evolução dos processos biológicos que ocorrem dentro de um aterro sanitário, bem como a idade do aterro e a composição dos resíduos sólidos urbanos dispostos, conforme pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2 – Variações das Concentrações dos Lixiviado com a Idade do Aterro.

Parâmetro(*)	Idade do Aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
DBO	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	< 50
DQO	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl	1.000-3.000	400-600	75-300	< 50
Nitrogênio Amoniacal	500-1.500	300-500	50-200	< 30
SDT	10.000-25.000	5.000-10.000	2.000-5.000	< 1.000
pH	3,0 – 6,0	6,0 – 7,0	7,0 – 7,5	7,5
Cálcio	2.000-4.000	500-2.000	300-500	< 300
Sódio e Potássio	2.000-4.000	500-1.500	100-500	< 100
Ferro e Magnésio	500-1.500	500-1.000	100-500	< 100
Zinco	100-200	50-100	out/50	< 10
Cloreto	1.000-3.000	500-2.000	100-500	< 100
Sulfato	500-2.000	200-1.000	50-200	< 50
Fósforo	100-300	10-100	-	< 10

(*) Todos os valores em mg/L, exceto o pH (adimensional).

Fonte: (Farquhar in El-Fadel e Abou Najm 2002, apud Gomes 2006).

3.4. Técnicas de Tratamento de Lixiviados

3.4.1. Tratamentos Biológicos

Entre as tecnologias existentes para tratamento de lixiviado, podem se destacar os vários tipos de tratamento biológico, amplamente utilizado devido seu baixo custo e facilidades operacionais.

Os principais microrganismos envolvidos no processo são as bactérias, protozoários, algas e fungos. Destes, as bactérias são sem dúvida os principais agentes de transformação da matéria orgânica.

O objetivo do tratamento biológico dos lixiviado de aterros sanitários é transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, não degradáveis, com remoção eficiente de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal do líquido tratado.

3.4.1.1. Sistemas Anaeróbios

Segundo GIRALDO (1997), a tecnologia convencional mais empregada para a remoção de matéria orgânica, no caso de lixiviado matéria orgânica dissolvida, é o processo tratamento biológico. Em um lixiviado de aterro sanitário novo, em especial com elevada matéria orgânica facilmente biodegradável e alto teor de matéria orgânica, parece idealmente apropriado a aplicação de processos anaeróbios. Na realidade, existem inúmeros relatórios de trabalho empregando diferentes tipos de tecnologia anaeróbia, desde o mais simples como lagoas anaeróbias, até sistemas complicados de leito fluidificado, passando por filtros anaeróbios e reatores UASB.

Em termos as reduções de DBO são de alta eficiência a cargas razoáveis. Normalmente utilizados para atingir os níveis de tratamento secundário, mas, quando se exigem elevadas eficiências são utilizados como tratamento prévio, precedendo a sistemas aeróbios como o de lodos ativados. (GIRALDO, 1997).

O autor relata que as principais vantagens que se tem nos processos anaeróbicos são a maior simplicidade no sistema de tratamento e a menor produção de lodos. Isto se reflete em menores custos de investimento, operação e manutenção, e menores requisitos técnicos.

Entretanto, existem varias precauções que deve se ter em conta ao aplicar este tipo de sistema. Os lodos contêm altas concentrações de amônia e minerais dissolvidos que pode ser tóxico aos microorganismos. Isto implicaria numa remoção prévia da amônia e aplicação de cargas reduzidas de trabalho devido às limitações nas atividades microbianas por motivo da toxicidade.

Outro problema a se destacar é a acumulação significativa de material inorgânico precipitado dentro do reator, isto termina por formar incrustações que limitam o volume ativo do reator, limitam a atividade dos lodos e obstruem os sistemas de condução dos reatores acabando finalmente em um colapso do sistema, conseqüentemente aumentando os custos e complicações de operação e manutenção do sistema (GIRALDO, 1997).

3.4.1.2. Sistemas Aeróbios

De acordo com GIRALDO (1997), os processos aeróbios como os anaeróbios têm sido amplamente estudados para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Utilizam-se quando se quer obter uma baixa concentração de DBO no efluente. Vale a pena esclarecer que usualmente as concentrações de DBO em lixiviados são muito altas sendo relativamente fácil obter remoções percentuais superiores a 90% neste parâmetro. Entretanto a DBO remanescente pode ser alta.

O autor explica que os custos de investimentos, operação e manutenção são significativamente superiores aos processos anaeróbios. Em estudos operacionais relatam-se problemas com a geração de espumas, com a precipitação de ferro, e no caso de lodos ativados, problemas em aceitar altas variações nas cargas hidráulicas e orgânicas que caracterizam os lixiviados.

Em casos onde o lixiviado tem grandes quantidades COVs (Carbonos Orgânicos Voláteis), o ar que se gera no processo de aeração do tanque biológico deve ser tratado para remover os COVs. Isto torna complexa a operação do sistema de tratamento e aumenta o custo.

3.4.1.4. Sistemas Naturais

GIRALDO (1997), afirma que os tratamentos naturais, como lagoas também é uma proposta como alternativa para o tratamento de lixiviados. Tem a vantagem da simplicidade de sua operação, e a possibilidade de alcançar diferentes níveis de tratamento, desde um pré-tratamento até um tratamento terciário em caso de necessidade.

O autor afirma que este tipo de sistema pode resolver adequadamente muitos problemas que aparecem em outras tecnologias como: a acumulação de precipitados, a formação de espuma, a toxicidade aos microorganismos, e as variações em cargas hidráulicas e orgânicas. Isto acontece devido ao sistema possuir tempos de retenção hidráulicos muito elevados e volumes grandes. A principal desvantagem desse sistema é quantidade de terreno requerida.

3.4.2. Sistemas de Membranas

A tecnologia de tratamento de águas utilizando membranas vem crescendo na última década. Com maior frequência se observa mais aplicações de membranas em tratamentos de todos os tipos efluentes incluindo obviamente os lixiviados de aterros sanitários (GIRALDO, 1997).

3.4.2.1. Bioreatores com Membranas

GIRALDO (1997) expõe que os bioreatores com membranas se utilizam da mesma maneira como se utiliza os sistemas biológicos de tratamento, sendo que a principal diferença é a substituição do sedimentador como sistema de separação sólido-líquido por um sistema micro ou ultrafiltração.

Isto pode ter vantagens em termos de diminuição do volume do reator biológico, entretanto, introduz complicações adicionais na operação dos sistemas. Igualmente se consegue aumentos significativos na quantidade de biomassa dentro do reator, mas ao mesmo tempo pode-se perder eficiência na transferência de massa na aeração, de tal maneira que se aumentam os custos com energia.

O autor ainda relata que análises recentes indicam que o que se ganha em custos pela redução do tamanho dos tanques de aeração, se perde pelo aumento de custo associado aos equipamentos de aeração e aos custos de operação.

As principais vantagens desse sistema são as altas eficiências de oxidação de amônia e remoção de DBO (GIRALDO, 1997).

3.4.2.2. Osmose Reversa

GIRALDO (1997) escreve que em geral se reportam excelentes rendimentos na remoção da maioria dos contaminantes. Outra vantagem é o baixo consumo energético requerido pela tecnologia.

O autor refere-se aos problemas de colmatção associados à precipitação de cálcio e ferro nas membranas obrigando a incorporação de sistemas de pré-tratamento que minimizem estes efeitos. Igualmente se refere uma diminuição significativa do fluxo através das membranas com aumento da concentração de DBO, o que leva a necessidade de possuir vários sistemas trabalhando em série para otimizar o processo.

Essa tecnologia requer manutenção e operação intensiva pela necessidade de limpezas, lavagens e substituição das membranas, considerações que se deve levar em conta no momento de selecionar a tecnologia (GIRALDO, 1997).

3.4.3. Evaporação

Segundo GIRALDO (1997), a utilização desta tecnologia como sistema de tratamento de lixiviados é uma aplicação nova. A tecnologia se utiliza da energia proveniente do biogás do aterro sanitário para evaporar o lixiviado.

O autor ressalta que a experiência e os cálculos de produção de biogás e lixiviado em aterros sanitários indicam que se tem biogás em excesso para suprir as necessidades energéticas para evaporação dos lixiviados.

Dependendo do tipo de lixiviado, em alguns casos, existe a necessidade de fazer uma pós queima dos gases e vapor de água que são emitidos pelo evaporador para conseguir a destruição dos COVs que são arrastados durante o processo de evaporação,

de tal forma, que a demanda requerida de biogás aumenta com respeito aos cálculos termodinâmicos normais. Porém, uma vez que os COVs são queimados, as emissões do processo se limitam a vapor de água e um lodo espesso.

GIRALDO (1997), ainda afirma que algumas das tecnologias utilizam-se de maneira direta a energia que se gera ao queimar o biogás com objetivo principal de evaporar o lixiviado, o que se denomina vaporização do gás. Além disso, outras tecnologias podem utilizar o calor residual dos motores de combustão ou turbinas, movidos a biogás, para gerar potência mecânica, que por sua vez pode usar para a geração de energia elétrica.

Desta maneira, pode-se conseguir não somente o aproveitamento do gás para a conversão em energia elétrica, mas também o tratamento do lixiviado, solucionando os principais problemas que se tem nos aterros sanitários: a emissão de gases e os lixiviado. Esta talvez seja a principal vantagem que se tem com a tecnologia de evaporação, o que não se consegue com nenhuma das outras alternativas de uma maneira simultânea como neste caso. Outra vantagem mencionada é a simplicidade dos equipamentos e o baixo custo comparado com outras tecnologias similares (GIRALDO, 1997).

A tecnologia de evaporação também tem reportado problemas operacionais, que em alguns casos já se sabe como solucioná-los, como é o caso da formação de espumas pela turbulência gerada pelo processo de evaporação e incrustação de precipitados no sistema, bem como o arraste de COVs. Quando os lixiviado são jovens, há elevadas concentrações de ácidos graxos voláteis e amônia, e dependendo do pH no qual se realizará a evaporação, estes compostos podem se arrastar junto com o vapor de água.

Em alguns casos tem se proposto realizar ajustes de pH para minimizar o arraste de ácidos e da amônia, em outros casos tem se proposto sistemas de evaporação múltipla, onde em uma das etapas se controlam as emissões de amônia e em outra as emissões de ácidos graxos (GIRALDO, 1997).

De acordo com o BIRCHLER et al (1994), o condensado resultante da evaporação pode ter elevada qualidade e ser mais fácil de dispor que os efluentes produzidos por processos convencionais de tratamento de lixiviado. Após evaporação, o volume de concentrado residual será uma pequena fração do volume original do lixiviado.

Segundo BIRCHLER et al. (1994), a tecnologia de evaporação para lixiviado de aterros sanitários vem sendo aperfeiçoada desde a década de 1980. Os autores concordam que a tecnologia de evaporação é muito eficiente quando comparada com outros métodos de tratamento. Em suas investigações, em escala piloto, a tecnologia de evaporação pôde ser otimizada ao nível de conseguir obter apenas 1% de concentrado em relação ao volume original de lixiviado. Constataram que, a formação de espuma durante o processo de evaporação pode ser controlada com ajuste de pH. Observaram,

em seus experimentos, que a altura da espuma observada em um pH de 5 foi reduzida pela metade em experimentos realizados com pH de 11.

3.5. Comparações dos Sistemas

Na Tabela 3 pode se observar as principais características e considerações que se deve ter em conta na comparação das tecnologias apresentadas anteriormente.

Tabela 3 – Comparação entre Tecnologias para o Tratamento de Lixiviados (características problemáticas).

Problemas	Tecnologias				
	Aeróbios	Anaeróbios	Evaporação	Membranas	Sis. Naturais
Formação de Precipitados	**	***	*	***	*
Toxicidade aos Microorganismos	**	**	Não	Não	*
Formação de Espumas	***	*	**	Variável (1)	Não
Emissão de COVs	***	*	**	Variável (1)	*
Sensibilidade a Variações de Cargas Hidráulicas	**	**	*	*	Não
Produção e Manejo de Lodos	***	*	*	*	*
Requerimentos de Área	Baixa	Baixa	Muito Baixa	Baixa	Alta

(1) Se os sistemas são aerados, a problemática pode ser alta.

(*) Um asterisco significa como afeta negativamente a característica em questão. Quanto mais asteriscos mais negativamente são afetadas.

Fonte: (Giraldo 1997).

GIRALDO (1997), observa que em geral os problemas de acumulação de precipitados, emissões de COVs, toxicidade aos microorganismos, formação de espumas afetam de maneira similar nos processos biológicos.

Como pode-se observar nas Tabelas 4 e 5 que tecnologias como evaporação pode alcançar reduções similares e/ou superiores que outras tecnologias, tendo menos problemas operacionais, menores emissões de lodos, e de acordo com comparações realizadas em países desenvolvidos, aparentemente menores custos de tratamento.

O autor discute que os sistemas naturais por sua vez podem ter igualmente excelentes remoções e um bom manejo dos principais problemas associados ao tratamento de lixiviados. Isto é conseguido usando elevado tempo de retenção hidráulica no sistema

Finalmente os sistemas de membranas aparecem como uma alternativa viável, com altos rendimentos operacionais na limpeza de lixiviados, porém comportam uma grande complexidade tecnológica quando comparado a outros sistemas. Com frequência requerem pré-tratamento.

Tabela 4 – Comparação entre Tecnologias para o Tratamento de Lixiviados (complexidade tecnológica).

Problemas	Complexidade Tecnológica				
	Aeróbios	Anaeróbios	Evaporação	Membranas	Sis. Naturais
Necessidade de Insumos Químicos	*** (1)	*** (1)	** (2)	*** (1)	-
Necessidade de Insumo Materiais	**	*	*	***	-
Necessidade de Manutenção	**	-	*	***	-
Fornecimento de Energia Elétrica	***	* (4)	- (5)	***	* (3)
Complexidade Operacional	***	*	**	***	-

(1) Requer um extenso pré-tratamento.

(2) Pode requerer pré-tratamento, alguns sistemas usam substâncias para controle de pH e espumas.

(3) Pode requerer se houver necessidade de bombear o lixiviado. Usualmente não requer.

(4) Pode requerer no sistema de pré-tratamento.

(5) Pode chegar a ser auto-suficiente.

Fonte: (Giraldo 1997).

Tabela 5 – Comparação entre Tecnologias para o Tratamento de Lixiviados (rendimento de remoção).

Problemas	Rendimentos				
	Aeróbios	Anaeróbios	Evaporação	Membranas	Sis. Naturais
DBO	Muito Altos	Altos	Muito Altos	Muito Altos	Muito Altos
Nutrientes	Altos (1)	Muito Altos	Muito Altos	Não (1)	Não
Metais	Intermediários (2)	Altos	Muito Altos	Altos	Altos
COV	Altos (3)	Altos	Muito Altos	Não (1)	Altos
Patogênicos	Baixos	Baixos	Muito Altos	Muito Altos	Variável (4)

(1) Podem ser baixos ou altos dependendo do desenho..

(2) Quando há pré-tratamento podem ocorrer remoções bem altas.

(3) A remoção se faz por arraste no tanque de aeração. Isto gera problemas de impactos ambientais.

(4) Pode ser muito alta se assim requerida.

Fonte: (Giraldo 1997).

Segundo GIRALDO (1997), não se pode generalizar sobre a existência de uma tecnologia ótima em todos os casos, pois as condições podem variar e influenciar

significamente a seleção. Cita-se, por exemplo, a disponibilidade de terrenos, de energia elétrica, de produtos químicos, de partes de reposição e de pessoal qualificado para operação.

O autor explica que sendo os terrenos onerosos, e não encontrando disponibilidade aos redores do aterro sanitário, provavelmente a tecnologias de lagoas não é conveniente. Se não existir fornecimento de energia elétrica suficiente, sistemas que requerem equipamentos mecânicos seguramente entram em desvantagem em relação a tecnologias com mais simplicidade como a evaporação/destilação e os sistemas naturais.

O autor afirma ainda que uma variável decisiva é o custo. Como pode-se observar na Tabela 6, informações indicam que em geral tecnologias alternativas como evaporação são significativamente mais econômicas que outros sistemas, quando se considera os custos totais em valor presente, e se expressa o custo por unidade de lixiviado tratado.

Tabela 6 – Comparação entre Tecnologias para o Tratamento de Lixiviados (comparação de custos).

Tratamento	Custo US\$/m³
Processo Aeróbio com Remoção de Nitrogênio	20
Osmose Reversa em Duas Etapas	7-10
Proc. Biológico + Carvão Ativado + Precipitação	25-35
Proc. Biológico + Osmose Reversa + Evaporação do Concentrado	35-40
Evaporação	5

Nota: Estes são custos reportados da literatura internacional para países desenvolvidos. Deve-se ter cuidado ao usá-los, se apresentam como ponto de referência.

Fonte: (Giraldo 1997).

3.5. Teoria de Evaporação

Segundo FOUST et al. (1982), a evaporação é a operação em que se concentra uma solução pela ebulição do solvente. Na sua forma básica, um evaporador é constituído por m trocador de calor, capaz de levar a solução à fervura, e de um dispositivo pra separar a fase de vapor do líquido em ebulição. Na sua forma mais simples pode ser um tabuleiro contendo o líquido e colocado sobre uma chapa quente. A superfície da chapa quente é o trocador de calor simplificado, e a separação do vapor se consegue graças à grande área disponível para o escoamento do vapor, com o que se tem uma pequena velocidade de escoamento.

No processo de evaporação ocorrem diversos processos cinéticos. Em primeiro lugar há transferência de calor do meio calefator para a solução. A transferência ocorre, usualmente, através de uma superfície sólida, mas pode ser uma transferência direta entre gases de combustão e a solução evaporante. Em segundo lugar, há uma

transferência simultânea de calor e de massa do líquido para a fase vapor. Neste processo de transferência, aplicam-se todas as equações de velocidade, de balanços e de equilíbrios da umidificação ou da destilação. Finalmente, na operação de cristalização, há também transferência simultânea de calor e de massa entre as soluções e as fases sólidas (FOUST et al., 1982).

Segundo o autor, o processo de evaporação é realmente o equivalente a uma operação a um só estágio. Os componentes, porém, separam-se com tamanha nitidez que as composições de equilíbrio são freqüentemente esquecidas. Nas aplicações em que a fase vapor é o produto valioso, este equilíbrio pode ser importante. Por exemplo, se o vapor for condensado e depois reciclado para uma caldeira, a fim de ser reevaporado, a corrente deve ser, nos casos comuns, conveniente tratada para ajustar o pH e remover traços de impurezas.

FOUST et al. (1982) afirma que o processo inicial de transferência de calor usualmente requer a passagem de calor de um fluido calefator para a solução evaporante, através de uma parede divisória. Aplica-se então o conceito de resistência em série. A equação 1 pode escrever-se:

$$q = \frac{T_1 - T_2}{\frac{1}{h_1 A_1} + \frac{R_d}{k A_m} + \frac{1}{h_2 A_2}} \quad (1)$$

Onde R_d é a resistência dos depósitos incrustados na parede, o índice 1 refere-se ao fluido calefator e o 2 à solução evaporante. O fluido de aquecimento é, freqüentemente, o vapor de água condensante, de modo que h_1 é o coeficiente do vapor condensante, embora uma pequena fração do calor possa ser transferida para a solução pelo vapor superaquecido, antes desse vapor atingir a temperatura de condensação. Os depósitos nas paredes dependem da solução que está sendo evaporada, do intervalo de tempo desde a última limpeza e da diferença de temperatura entre uma e outra face da superfície calefatora.

Ainda segundo o autor o coeficiente h_2 é o da solução antes fervente, embora parte do calor possa ser transferida para a solução antes de ela atingir o ponto de ebulição. Evidentemente todos os três termos podem ser estimados de forma grosseira a partir de equações teóricas ou de correlações empíricas. O coeficiente global que se obtém é muito inexato. Por isso, a taxa de transferência de calor é usualmente expressa pela equação simples:

$$q = U_o A_o (-\Delta T) \quad (2)$$

Onde U_o , o coeficiente global de transmissão de calor, baseado na área da superfície externa, é determinado experimentalmente em equipamento piloto ou a partir de experiências anteriores. A experiência mostra que U_o depende da geometria e tipo

da superfície. As propriedades da solução estão fixadas apenas pela especificação dos respectivos componentes e pelas concentrações, pela pressão local e pelos detalhes do movimento do fluido. As consequências usuais da regra das fases permitem substituir a pressão local, ou a concentração de um dos componentes, pela temperatura. Especificação análoga é necessária para determinar as condições do meio calefator. As condições da superfície incluem a limpeza e a regularidade superficial, a composição e a espessura do metal. Existem alguns coeficientes globais determinados experimentalmente, mas é raro constituírem base adequada para o projeto de um evaporador industrial (FOUST et al., 1982).

3.7. Estudos em Escala Piloto

3.7.1. Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários por Evaporação (Deborah R. Birchler et al, 1994).

Este estudo fez uma revisão e ampliou a compreensão do processo de evaporação/destilação como um tratamento para lixiviados de aterro sanitário. Segundo os autores o tratamento por evaporação pode produzir um condensado de qualidade elevada e de mais fácil disposição do que os efluentes de processos convencionais de tratamento de lixiviado, resultando em um volume de residuais concentrados que representam uma pequena fração do volume original do lixiviado.

Em escala de laboratório, as experiências com dois estágios de destilação e com ajuste do pH foram executadas em uma solução teste de acetato do amônio e três amostras de lixiviados de aterros sanitários mais velhos.

A destilação em uma etapa, das amostras ácidas, removeu mais de 95% de impurezas iônicas, à exceção dos ácidos orgânicos voláteis, que foram removidos em 85%. As eficiências de remoção de amônia e DQO nas destilações ácidas em um estágio foram avaliadas. Os testes com o lixiviado fraco sob a pressão atmosférica, onde cerca de 90% do lixiviado foram destilados em $\text{pH} = 4$ pela adição de H_2SO_4 , os resultados revelaram eficiências elevadas de separação para a DQO e a NH_3 , e um destilado com condutividade e concentração do cloreto muito baixa. No pH baixo, o ácido acético é moderadamente volátil e uma parcela é carregada para o destilado. No pH elevado, o NH_3 estava na forma mais volátil e, portanto, foi carregado para o destilado, enquanto a DQO remanesceu na maior parte no concentrado.

A qualidade mais elevada do destilado foi obtida pela destilação em dois estágios: ácido-base onde mais de 99,5% da DQO foi removida no segundo estágio (básico), devido ao deslocamento do equilíbrio ácido acético/acetato. As destilações de dois estágios foram executadas com as várias amostras do lixiviado fraco. Porque o lixiviado do primeiro estágio estava ligeiramente básico, todo o NH_3 foi carregado para o destilado no segundo estágio, enquanto quase toda DQO foi removida. Os resultados do

teste com dois estágios, destilação ácido-base sob a pressão atmosférica mostraram que quase toda NH_3 foi removida no primeiro estágio.

Porque este lixiviado continha níveis baixos de AOVs (Ácidos Orgânicos Voláteis), muito pouco da DQO foi carregada na primeira destilação ácida. A destilação de segundo estágio, básica diminuiu mais ainda a DQO. Estas experiências com o lixiviado fraco mostraram que uma destilação em único estágio, ácida, pode produzir um destilado da qualidade ele vada quando o lixiviado bruto contém níveis relativamente baixos de constituintes voláteis na DQO. A evaporação ácido-base pode remover eficazmente a amônia e os ácidos orgânicos voláteis, se presente junto em concentrações relativamente elevadas.

A separação do NH_3 e do Hac na solução do teste do acetato do amônio foi avaliada em temperaturas de 100°C e de 60°C sobre uma escala de valores de pH. Em valores de pH baixos o NH_3 não é volátil e pode ser separado da água e do Hac. Do mesmo modo, Hac não é volátil em valores de pH elevados e pode ser separado da água e do NH_3 . Para a escala de valores de pH de 5 a 7, ambas as espécies são um tanto voláteis, concordando com os dados experimentais, em observações de KONRAD (1989), que não há nenhum valor de pH do lixiviado onde o NH_3 e Hac presentes podem ser impedido de serem carregados para o destilado. A qualidade de um destilado de um lixiviado muito forte foi modelada.

Portanto os autores concluíram que para uma destilação ácida em único estágio foi suficiente para manter a qualidade adequada no condensado com respeito ao NH_3 e o Hac para um lixiviado fraco, porém um processo de dois estágios, tal como um processo da evaporação ácido-base ou uma tecnologia equivalente, seria preciso manter a qualidade do destilado para um lixiviado forte, por exemplo, um lixiviado que tem níveis elevados do NH_3 , do AOVs.

4. METODOLOGIA

Nessa etapa serão descritos os materiais e métodos para o desenvolvimento experimental deste trabalho de pesquisa. Para a realização desta pesquisa foi utilizado o Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO) local onde foram realizados os ensaios de evaporação do lixiviado.

Para a realização das análises foi utilizado o Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) com exceção da amônia que foi realizada pela central de análises da química na UFSC.

4.1. Caracterização do Lixiviado

As amostras de lixiviado utilizadas nos experimentos de laboratório foram originadas do Aterro Sanitário de Biguaçu/SC, teve o início da sua operação no ano de 1991 e do Aterro Sanitário de Lages/SC, teve o início da sua operação no ano de 2006.

Foram realizados três ensaios com as amostras do aterro de Biguaçu/SC. O primeiro ensaio com a amostra do lixiviado bruto foi realizado no dia 09 de abril de 2008 com o pH = 8,42, sem alteração do mesmo. O segundo e o terceiro ensaios com as amostras de lixiviado bruto foram realizados, respectivamente, nos dias 08 de maio de 2008 e 16 de maio de 2008 com pH = 6,5 e pH = 7,0, com acidificação prévia.

Para o aterro de Lages/SC foram realizados dois ensaios. Os ensaios com a amostra do lixiviado bruto foram realizados no dia 09 de maio de 2008, o primeiro com pH = 7,2, sem alteração do mesmo e o segundo ensaio com pH = 6,5, com acidificação prévia.

Em todos os ensaios com alterações de pH as amostras foram acidificadas com ácido clorídrico concentrado. As amostras do lixiviado bruto eram levadas até o agitador mecânico, onde foi adicionado o ácido clorídrico e através do pHmêtro foi possível controlar o pH.

Para caracterização inicial das cinco amostras foram realizados os seguintes ensaios: pH e condutividade pelo método potenciométrico, amônia (NH₄) pelo método potenciométrico, DQO pelo método colorimétrico, DBO pelo método manométrico Total (HACH) e o parâmetro sólidos totais utilizou o método gravimétrico.

O procedimento de coleta e armazenamento do lixiviado seguiu as recomendações do Guia de Coleta e Preservação de Amostras da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1987).

4.2. Aparato Experimental

O aparato experimental utilizado no desenvolvimento da pesquisa foi: uma manta de aquecimento com regulador de temperatura para balão de dois litros de fabricação da Fisatom® (Figura 1), um balão de aquecimento com três bocas 24/40 (2000 mL), um condensador reto de duas juntas 24/40 (300 mm), dois termômetros (-10 à 110 escala externa HG) e um béquer (500 mL).



Figura 1 – Manta de Aquecimento.

4.3. Procedimento Experimental

Para este experimento, foi montado no laboratório um aparato experimental (Figura 2) composto por: um balão de aquecimento, um condensador e um béquer para coleta de vapor condensado. O aquecimento foi realizado por meio de manta elétrica.

Inicialmente foi estudado, em laboratório, a influência das condições operacionais na qualidade do evaporado e no lixiviado concentrado. Para a realização do experimento foi colocado um litro de amostra de lixiviado bruto no balão de aquecimento, através da manta de aquecimento evaporou-se 500 mL de lixiviado bruto, sob temperatura controlada (101°C) e condensado o vapor gerado (lixiviado evaporado) com auxílio de uma coluna de resfriamento. Restando no balão de aquecimento 500 mL de amostra de lixiviado concentrado.

Amostras de lixiviado bruto, do vapor condensado (lixiviado evaporado) e do lixiviado concentrado da evaporação foram coletadas e analisadas, segundo os seguintes parâmetros: DQO, DBO, amônia, sólidos totais, pH e condutividade.

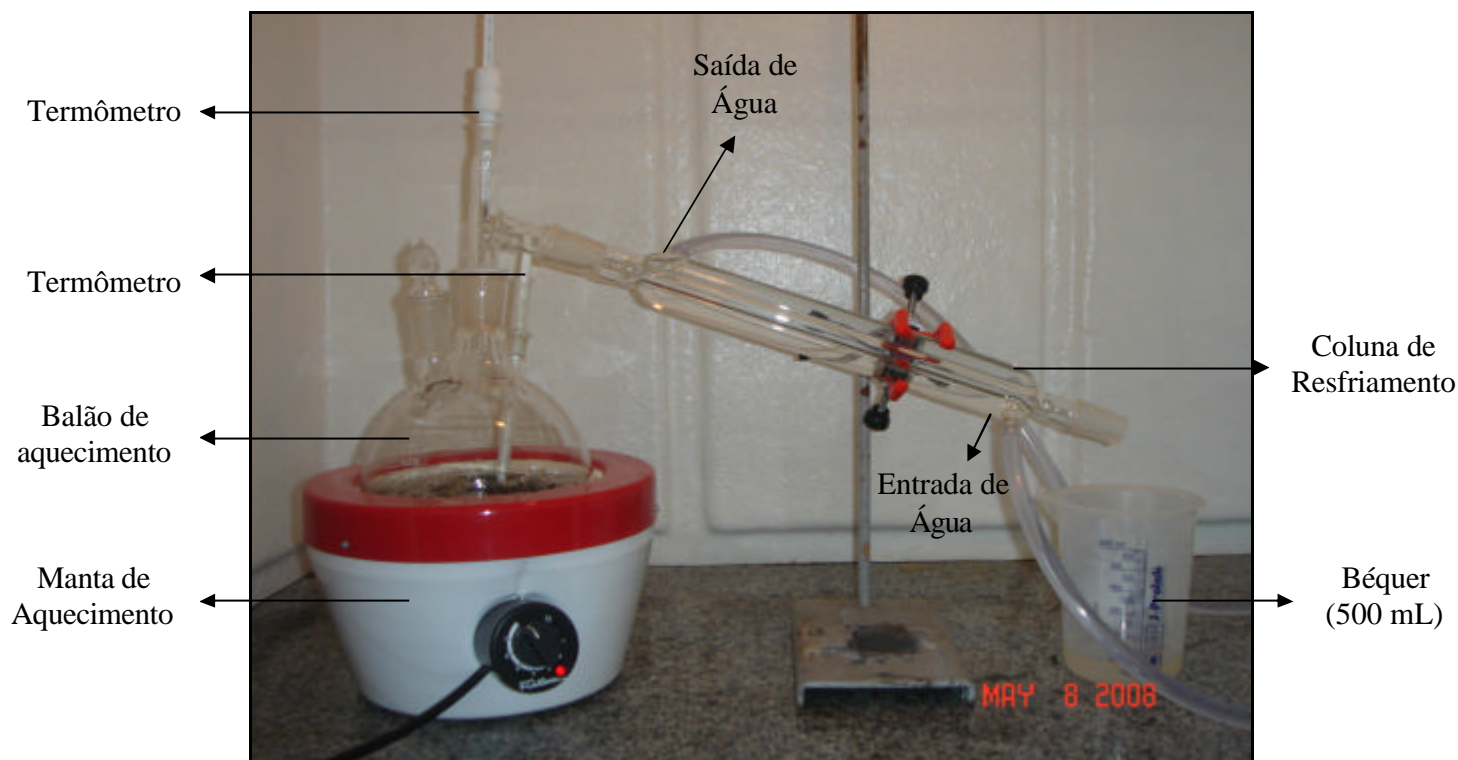


Figura 2 – Aparato Experimental utilizado para Evaporação em Escala de Laboratório.

4.4. Métodos Analíticos

Todos os ensaios analíticos de caracterização do lixiviado bruto, bem como do evaporado obtido, serão analisados conforme seguintes metodologias descritas abaixo.

4.4.1. Determinação de Amônia – Método Potenciométrico

4.4.1.1. Princípio

As soluções padrões foram feitas com NH_4Cl . A solução estoque é de 1000 mg/L e a calibração foi construída a partir das leituras com soluções de diferentes concentrações (1000, 100, 10 e 1 mg/L), preparadas a partir da diluição sucessiva da solução estoque.

A solução NaOH/EDTA foi preparada dissolvendo 400 g de NaOH em 800 mL de água destilada e adicionando 45,2 g de EDTA para um balão volumétrico de 1 L. Completar o volume com água destilada.

As determinações foram feitas tomando-se 20 mL da alíquota e 0,4 mL de solução de NaOH/EDTA 10 mol/L para elevar o pH para acima de 11,0. A resposta é dada em milivolt e convertida como inverso do log e lançada na curva de calibração.

4.4.2. Determinação da DQO (Demanda Química de Oxigênio)

4.4.2.1. Princípios

Essa análise mediu a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. O método consiste em se oxidar a matéria orgânica da amostra com um agente oxidante o mais forte possível (dicromato de potássio), em meio ácido (ácido sulfúrico). A DQO em um despejo é em geral, mais alta que a DBO devido à facilidade em que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica.

Para a determinação da DQO do lixiviado do aterro de Biguaçu/SC as amostras de lixiviado bruto e concentrado foram diluídas, respectivamente, 1/25 e 1/50, porém no lixiviado evaporado não foi preciso diluir.

Para a determinação da DQO do lixiviado do aterro de Lages/SC as amostras de lixiviado bruto e concentrado foram diluídas em 1/100, no lixiviado evaporado a diluição foi de 1/25.

4.4.2.1. Soluções para DQO

Solução Digestora: Num Becker de 500 mL colocar cerca de 250 mL de água destilada e adicionar 5,108 g de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) previamente seco a 105°C por 2h. Adicionar 83,5 mL de H_2SO_4 concentrado e 16,5 g de sulfato de Mercúrio ($HgSO_4$). Completar o volume para 500 mL. Para baixas concentrações utilizar 0,511 g de dicromato de Potássio.

Solução Ácida: Adicionar 10,12g de Sulfato de Prata (Ag_2SO_4) para cada litro de H_2SO_4 . Espere um ou dois dias para dissolver e misturar.

Procedimento para análise:

- Ligar a chapa digestora (tomada, colocar na posição infinito, apertar botão atrás – lado esquerdo, deixar botão na frente em 150°C).
- Colocar amostras nos tubos de ensaio com uma pitada de sulfato de mercúrio (estes complexos compostos alifáticos voláteis que não são facilmente oxidados)

- Em cubetas redondas, adicionar 1,5 mL de solução digestora (reagente 1), 3,5mL da solução ácida (reagente 2) e 2,0 mL de amostra
- Homogeneizar o conteúdo e digerir a 150°C durante 2 horas
- Girar o timer

Fazer a leitura em espectro a 700 nm.

4.4.3. Determinação de Sólidos

A) Preparação dos cadinhos de evaporação:

- Lave e limpe o cadinho de evaporação;
- Calcine o cadinho a 550°C por 30 minutos (mufla);
- Transfira o cadinho para um dessecador. Deixe esfriar por 30 minutos e obtenha o peso inicial (P1).

B) Sólidos Totais:

- Toma-se 50 mL da amostra em uma proveta (antes agite bem a amostra);
- Coloca-se então no cadinho de porcelana e seca-se em banho maria ou chapa aquecedora;
- Após levar à estufa a 103 – 105°C durante 30 minutos;
- Resfria-se o cadinho num dessecador durante 30 minutos e obtem-se o peso final (P2).

$$ST (mg/L) = \frac{(P2 - P1)(g) \times 10^6}{V (mL)} \quad (3)$$

4.4.4. Determinação da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)

O parâmetro mais comumente usado para medir a carga poluidora de um resíduo é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). É importante notar que a DBO não é por si só um poluente, mas antes de tudo uma medida usada para medir a força de uma água residuária. Os poluentes na verdade são muitos e de variados tipos de materiais orgânicos e inorgânicos. Para medir ou identificar realmente todos os compostos químicos específicos presentes em um resíduo, é muito difícil (se não impossível).

Portanto, como regra para simplificar os procedimentos de teste laboratoriais, o teste de DBO é empregado. Os microorganismos usam oxigênio quando eles quebram as substâncias orgânicas: mais poluentes presentes, mais oxigênio requerido pelos microorganismos.

Portanto, a quantidade de oxigênio usado pelos microorganismos (isto é, sua demanda de oxigênio) para remover os orgânicos de água residuária é medida utilizada como parâmetro principal para quantificar a carga poluidora corrente.

Determinação da DBO – Método da DBO Manométrica Total

Preparação da amostra:

1. Usando uma proveta limpa, colocar o volume de amostra necessário na garrafa de DBO (ver tabela 7). A amostra pode estar a $\pm 2^{\circ}\text{C}$ de diferença da temperatura de incubação (20°C), antes da medida;
2. Colocar o aerador por 10 minutos em cada amostra (antes de trocar de amostra colocar água destilada).
3. Colocar o agitador magnético em cada garrafa de DBO;
4. Aplicar a graxa sobre a extremidade do gargalo de cada garrafa e ao copo-lacre;
5. Coloque 3 gramas (3 pedrinhas) Hidróxido de Sódio (Lentilhas) em cada copo-lacre. Colocar os copos no gargalo de cada garrafa. Não deixe que partículas de Hidróxido de Sódio caiam na amostra. Se isto ocorrer, a amostra deve ser descartada e uma nova amostra preparada;
6. Colocar as garrafas na base do chassi do aparelho. Ligar o motor através da tomada;
7. Ocasionalmente uma garrafa pode ter irregularidade na forma do fundo, que pode interferir com a atividade do agitador magnético, ou a corda da polia pode quebrar e a mistura não ocorrerá. Verificar se todos os agitadores esta funcionando corretamente;
8. Com as tampas dos manômetros abertas, colocar as tampas das garrafas. Sem apertá-las. Coloque o instrumento na incubadora. A APHA recomenda uma incubação à temperatura de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$ para o teste de DBO;
9. Ajustar o aparelho para determinar concentração de acordo com o volume de amostra (apertar no número do tubinho, colocar a concentração adequada e pressionar ON por um tempo);
10. Realizar a leitura das amostras após 5 (cinco) dias de incubação.

Tabela 7 - Relações Volume X Escala.

Faixa de DBO	Volume da amostra	MO	Escala
0 - 35 mg/L	420 mL	FRACO	0 - 35 mg/L
0 - 70 mg/L	355 mL	MÉDIO BAIXO	0 - 70 mg/L
0 - 350 mg/L	166 mL	MÉDIO ALTO	0 - 350 mg/L
0 - 700 mg/L	95 mL	FORTE	0 - 700 mg/L

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados obtidos através do experimento em escala de laboratório.

5.1. Amostras do Aterro de Biguaçu/SC

Foram realizados três ensaios com o lixiviado do aterro de Biguaçu/SC. Amostras com pH = 8,42 (sem alteração), pH = 6,5 e pH = 7,0 (com acidificação prévia). A cada ensaio foi analisado amostras do lixiviado concentrado, lixiviado bruto e lixiviado evaporado. Como mostra a Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados da Evaporação Aterro de Biguaçu/SC.

Parâmetro	Concentrado	Bruto	Evaporado
Amostra com pH = 8,42			
pH	10,82	8,42	9,87
Condutividade (mS)	14,97	10,05	4,72
DQO (mg/L)	11.005,00	5.062,40	226,48
DBO (mg/L)	3.369,33	1.975,99	30,00
Amônia (mg/L)	5,00	2.000,00	3.000,00
S.Totais (mg/L)	19.424,00	7.912,00	146,00
Amostra com pH = 7,0 (acidificação prévia)			
pH	8,96	7,00	9,42
Condutividade (mS)	12,52	11,63	5,92
DQO (mg/L)	6.659,33	2.667,17	108,77
DBO (mg/L)	810,67	392,67	14,00
Amônia (mg/L)	4,76	738,00	1.448,00
S.Totais (mg/L)	11.074,00	5.566,00	308,00
Amostra com pH = 6,5 (acidificação prévia)			
pH	6,70	6,50	9,97
Condutividade (mS)	15,61	15,26	3,66
DQO (mg/L)	8.049,50	4.522,41	211,60
DBO (mg/L)	1.798,67	1.140,00	12,00
Amônia (mg/L)	833,00	841,00	1.016,00
S.Totais (mg/L)	14.502,00	7.946,00	152,00

5.1.1 Condutividade

A Tabela 8 mostra os valores do parâmetro condutividade. É possível observar no ensaio com pH = 8,42 a remoção foi de 53%, com pH = 7,0 foi de 49,1% e com pH = 6,5 foi de 76%. Os valores de condutividade refletem o teor de compostos inorgânicos solúveis (sais).

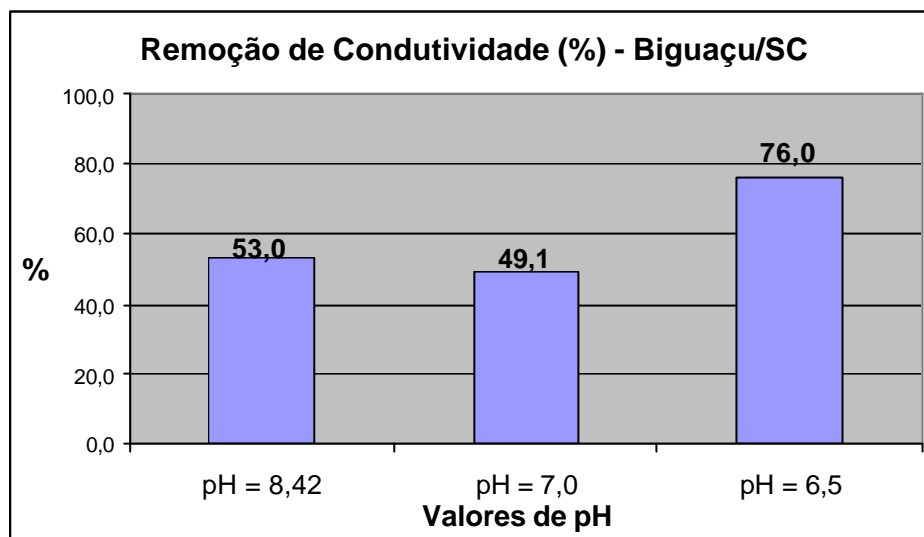


Figura 3 – Remoção de Condutividade do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

Pode-se observar que no ensaio com acidificação prévia (pH=6,5) a remoção obtida foi maior em relação aos outros ensaios como mostra a Figura 3.

Esta amostra que apresentou valor maior em termos de remoção da condutividade em relação às outras amostras demonstra que as elevadas concentrações de sais, ficaram no lixiviado concentrado, ou seja, somente uma pequena parte foi arrasta para o lixiviado evaporado.

BARROS (2004) cita em seu trabalho que a redução da condutividade elétrica dos líquidos percolados podem ser explicado pela redução dos sólidos, uma vez que a condutividade elétrica está relacionada com a quantidade de sólidos na amostra.

5.1.2 Amônia

De acordo com a Tabela 8 o parâmetro amônia em todos os ensaios realizados teve um acréscimo na concentração do lixiviado evaporado e uma remoção do lixiviado concentrado.

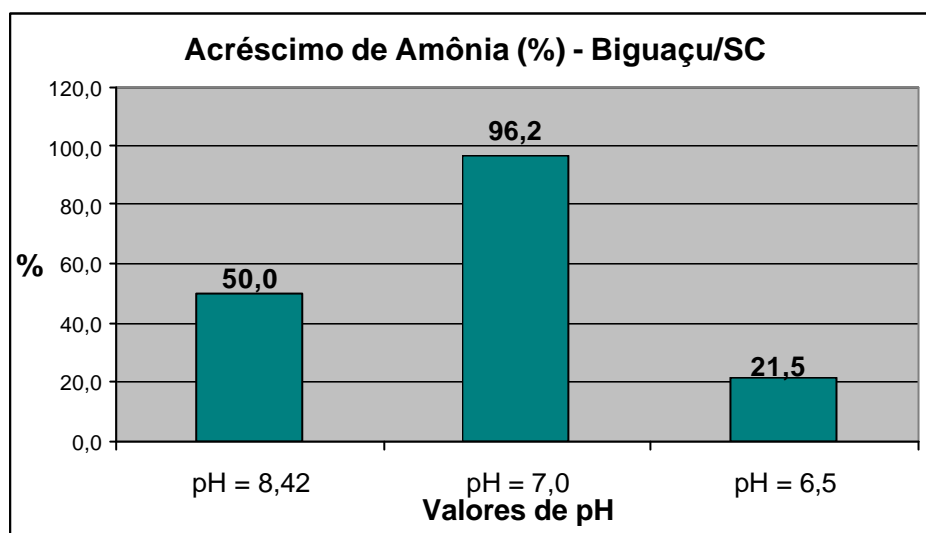


Figura 4 - Acréscimo de Amônia do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

Em todos os ensaios realizados em pHs diferentes houve um acréscimo na concentração de amônia, porém em diferentes valores. Com o pH = 8,42 ocorreu um acréscimo na concentração de 50%, com o pH = 7,0 (acidificação prévia) ocorreu um acréscimo de 96,2% e com o pH = 6,5 (acidificação prévia) um acréscimo de 21,5% como mostra a Figura 4.

Estes resultados estão de acordo com simulações realizadas por MARKS et al. (1994), onde foram relatadas quantidades expressivas de amônia no lixiviado evaporado, porém os autores não reportam claramente os resultados.

Devido a amônia se tratar de uma substância bastante volátil foram encontradas elevadas concentrações da mesma no lixiviado evaporado. Fato este que pode ser explicado pelo seu arraste no processo de evaporação do lixiviado bruto.

No pH = 6,5 o acréscimo na concentração de amônia foi menor em relação aos diferentes pHs analisados. Segundo MARKS et al. (1994), isto acontece porque em meio ácido ocorre formação de sais de amônio, que não devem ser carregados junto com o vapor d'água para o lixiviado evaporado no processo de evaporação ficando retidos no lixiviado concentrado.

5.1.3 DQO

Em relação aos ensaios com o parâmetro de DQO pode-se notar altas reduções nas concentrações, como mostra a Tabela 8. As remoções foram significativamente expressivas em todos diferentes valores de pHs atingindo uma média de 95,5% nas mesmas.

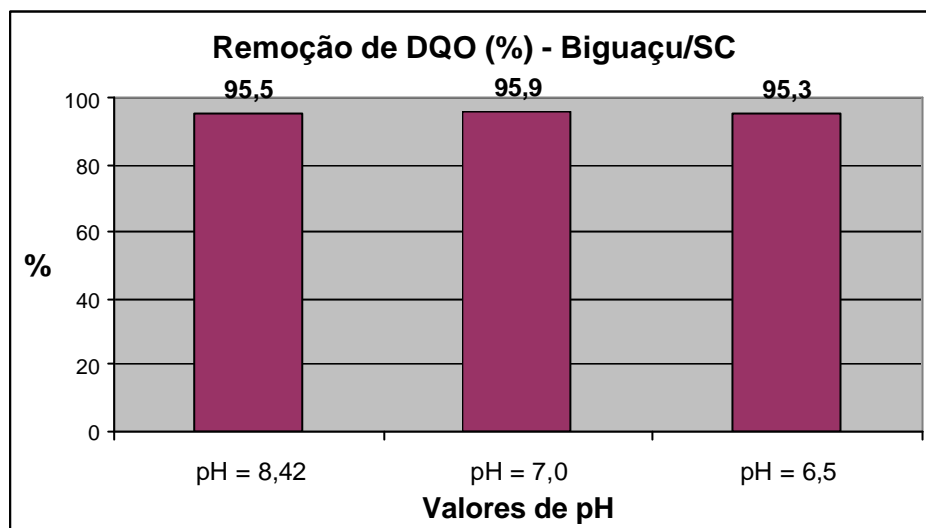


Figura 5 – Remoção de DQO do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

Com a Figura 5 pode-se constatar a alta eficiência em termos de remoção de DQO no processo de evaporação, independente de haver acidificação prévia ou não das amostras.

BIRCHLER et al (1994) relata no seu experimento uma remoção de DQO de 98,5% e DI PALMA et al (2002) escreve em um de seus artigos remoções de DQO na ordem de 98% para lixiviado evaporado.

YUE et al (2006) cita em um de seus experimentos que a concentração orgânica em termos de DQO no lixiviado evaporado declina rapidamente e se estabiliza em níveis baixos, isto sugere que somente o princípio de evaporação é necessário para tratar seguramente o lixiviado em termos de DQO.

5.1.4 DBO

Em relação aos ensaios com o parâmetro de DBO pode-se notar expressivas reduções nas concentrações, como mostra a Tabela 8.

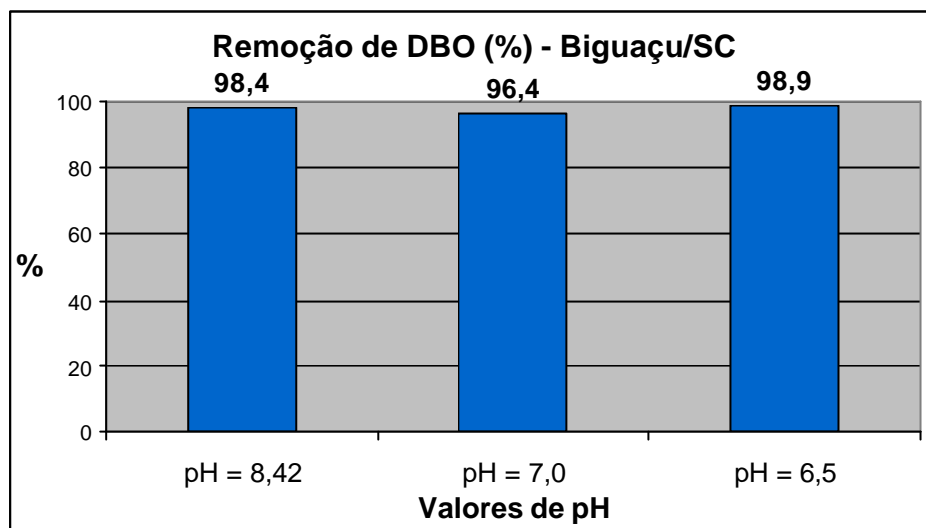


Figura 6 – Remoção de DBO do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

A Figura 6 mostra os valores em termos de remoção de DBO. Os valores ficaram acima de 96,4% mostrando assim, uma alta eficiência, nas amostras analisadas em diferentes pHs, assemelhando-se aos valores encontrados na remoção de DQO.

Em todos os artigos e pesquisas consultados para realização deste trabalho não foram encontrados relatos sobre remoção deste parâmetro, somente BIRCHLER et al (1994) que em seu experimento obteve uma remoção DBO de 94,3%, mostrando assim a eficiência do processo de evaporação.

5.1.5 Sólidos Totais

A Tabela 8 mostra os valores de concentração encontrados para o parâmetro sólidos totais. As concentrações tiveram uma significativa redução em geral.

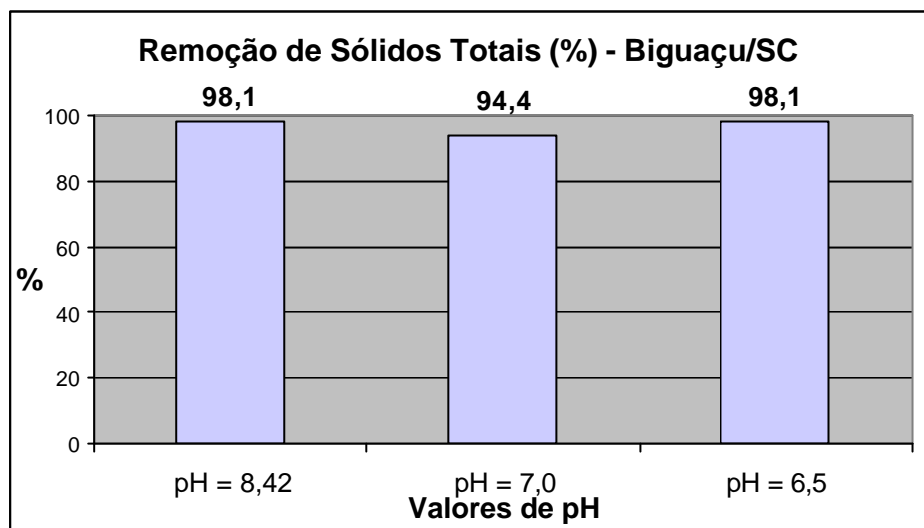


Figura 7 – Remoção de Sólidos Totais do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

A remoção de sólidos totais no pH = 8,42 e pH = 6,5 foram de 98,1% e a com pH = 7,0 foi de 94,4%, como mostra a Figura 7. Mostrando assim, que este parâmetro tem uma alta eficiência em termos de remoção no processo de evaporação.

FINK e HART (2001) reforçam a importância do controle dos sólidos no processo de evaporação, pois tanto os sólidos suspensos como os dissolvidos podem criar problemas ao processo de evaporação. Segundo os autores sais dissolvidos podem aumentar a temperatura de ebulição enquanto altas concentrações de sais requerem mais aquecimento e energia para evaporar os contaminantes.

FINK e HART (2001) relatam sólidos suspensos tendem a depositar e provocar incrustações na parede do evaporador, criando uma barreira de isolamento na fonte do aquecimento. A limpeza pode ser programada em função do volume de sólidos suspensos e dissolvidos presentes na água residuária a ser tratada.

5.2. Amostras do Aterro de Lages/SC

Foram realizados dois ensaios com o lixiviado do aterro de Lages/SC. Amostras com pH = 7,2 (sem alteração) e com pH = 6,5 (com acidificação prévia). A cada ensaio foi analisado amostras do lixiviado concentrado, lixiviado bruto e lixiviado evaporado. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9 – Resultados da Evaporação Aterro de Lages/SC.

Parâmetro	Concentrado	Bruto	Evaporado
Amostra com pH = 7,2			
pH	6,20	7,20	9,50
Condutividade (mS)	15,65	14,32	4,54
DQO (mg/L)	50.866,00	29.239,34	3.496,25
DBO (mg/L)	5.795,00	4.788,00	12,00
Amônia (mg/L)	320,00	621,00	1.256,00
S.Totais (mg/L)	17.518,00	10.462,00	24,00
Amostra com pH = 6,5 (acidificação prévia)			
pH	5,90	6,50	9,40
Condutividade (mS)	14,30	14,01	3,50
DQO (mg/L)	52.454,00	30.362,67	3.268,25
DBO (mg/L)	5.415,00	5.358,00	16,00
Amônia (mg/L)	533,00	619,00	759,00
S.Totais (mg/L)	10.022,00	17.746,00	112,00

5.2.1 Condutividade

A Tabela 9 mostra os valores do parâmetro condutividade. É possível observar no ensaio com pH = 7,2 a remoção foi de 68,3% e com pH = 6,5 foi de 75%.

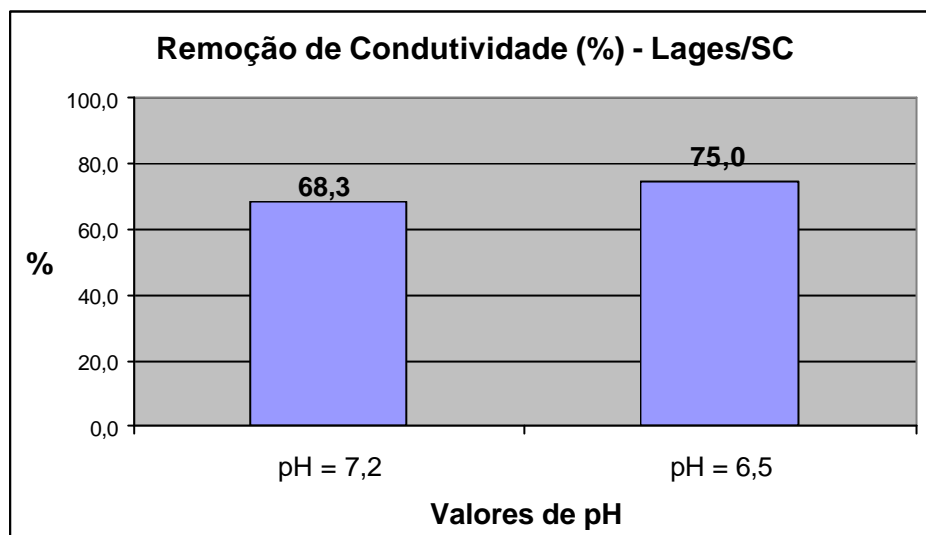


Figura 8 – Remoção de Condutividade do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

Observa-se que no ensaio com acidificação prévia (pH = 6,5) a remoção obtida foi maior do que em relação ao ensaio com pH = 7,2 como mostra a Figura 8. Este se assemelha ao resultado mostrado na Figura 3. Entendendo-se que para este parâmetro não importa se o aterro é jovem (Lages/SC) ou antigo (Biguaçu/SC) este se comporta de maneira semelhante.

Justificando assim, que a amostra que apresentou valor maior em termos de remoção de condutividade em relação à outra amostra demonstra que as elevadas concentrações de sais, ficaram no lixiviado concentrado, ou seja, somente uma pequena parte foi arrastada para o lixiviado evaporado.

5.2.2 Amônia

O parâmetro amônia no aterro de Lages/SC apresentou-se similar ao aterro de Biguaçu/SC, como mostra a Tabela 9. Porém, suas concentrações no lixiviado bruto são menores que as concentrações no aterro de Biguaçu/SC. Devido ao fato, deste ser um aterro com apenas dois anos de operação, apresentando um pH mais baixo.

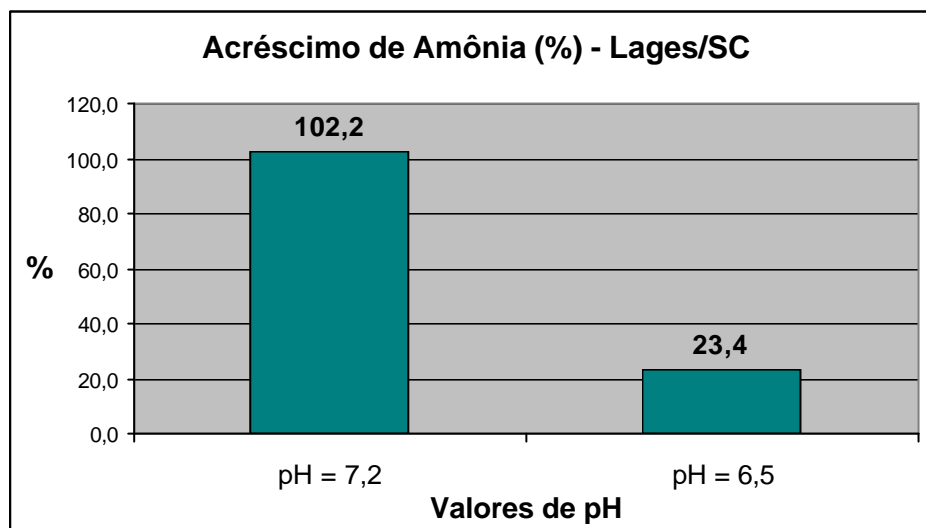


Figura 9 – Acréscimo de Amônia do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

Nos ensaios realizados em pHs diferentes ocorreu um acréscimo na concentração de amônia, porém em diferentes valores. Com o pH = 7,2 ocorreu um acréscimo na concentração de 102,2% e com o pH = 6,5 (acidificação prévia) um acréscimo de 23,4% como mostra a Figura 9. Os resultados destes ensaios convergem com os de MARKS et al. (1994), que relatam comportamento semelhante neste parâmetro.

Isto novamente pode ser justificado, devido a amônia se tratar de uma substância bastante volátil sendo encontrada em elevadas concentrações da mesma no lixiviado evaporado. Fato este que pode ser explicado pelo seu arraste no processo de evaporação do lixiviado bruto.

No pH = 6,5 o acréscimo na concentração de amônia foi menor em relação ao pH = 7,0. Isto acontece porque em meio ácido ocorre formação de sais de amônio, que não devem ser carregados junto com o vapor d'água para o lixiviado evaporado no processo de evaporação ficando retidos no lixiviado concentrado.

5.2.3 DQO

As concentrações do parâmetro da DQO no aterro de Lages/SC mostraram reduções expressivas como se observa na Tabela 9. As remoções foram significativamente altas nos dois diferentes pHs analisados atingindo uma média de 88,6%.

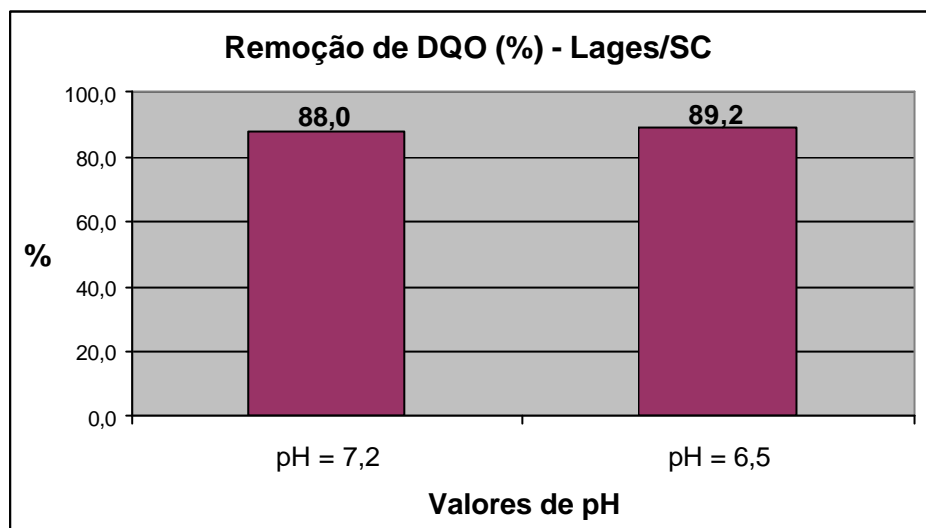


Figura 10 – Remoção de DQO do líquido bruto para o líquido evaporado em diferentes pHs.

A remoção de DQO no ensaio com pH = 7,2 foi de 88% e no ensaio com pH = 6,5 (com acidificação prévia) foi de 89,2%. Constatando-se grande eficiência de remoção independente de ter ocorrido acidificação prévia ou não das amostras, como mostra a Figura 10.

A eficiência da remoção no aterro de Lages/SC teve um comportamento semelhante ao aterro de Biguaçu/SC. A remoção foi um pouco menos expressiva no aterro de Lages/SC pelo fato de ser um aterro jovem apresentando alta carga orgânica no líquido bruto.

5.2.4 DBO

É possível observar na Tabela 9 as reduções de concentrações de DBO do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado do aterro de Lages/SC.

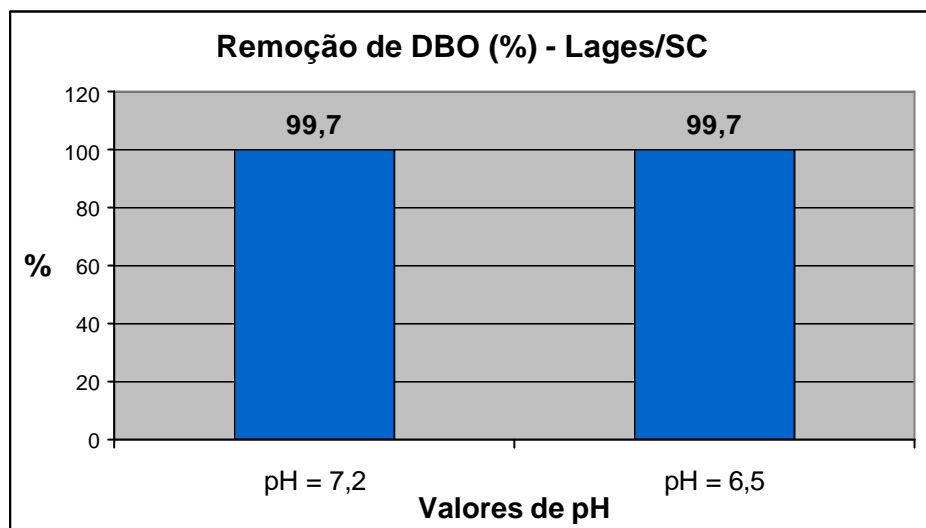


Figura 11 – Remoção de DBO do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

O parâmetro de DBO se comportou com uma eficiência em termos de remoção de 99,7% para os dois ensaios com diferentes valores de pHs, como mostra a Figura 11. Justificando assim, a boa eficiência do processo de evaporação para este parâmetro, assemelhando-se aos valores encontrados na remoção de DQO.

Como citado anteriormente, em todos os artigos e pesquisas consultados para realização deste trabalho não foram encontrados relatos sobre remoção deste parâmetro, somente BIRCHLER et al (1994) que em seu experimento obteve uma remoção DBO de 94,3%, mostrando assim a eficiência do processo de evaporação.

5.2.5 Sólidos Totais

Observa-se na Tabela 9 os valores de concentração encontrados para o parâmetro sólidos totais. As concentrações tiveram uma alta redução nos dois ensaios realizados.

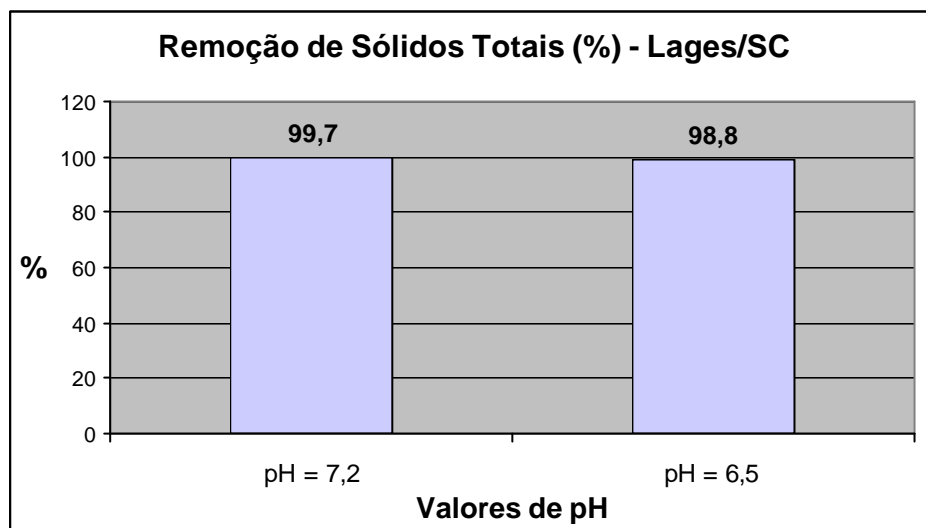


Figura 12 – Remoção de Sólidos Totais do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado em diferentes pHs.

A remoção de sólidos totais no pH = 7,2 foi de 99,7% e no pH = 6,5 foram de 98,8%, como mostra a Figura 12. Mostrando assim, que este parâmetro tem uma alta eficiência em termos de remoção no processo de evaporação.

O parâmetro de sólidos totais do aterro de Lages/SC comportou-se de forma semelhante ao do aterro de Biguaçu/SC.

5.3. Determinação da Energia Elétrica do Sistema

No experimento realizado, o sistema de evaporação teve um gasto de energia elétrica. Podendo assim ser avaliada como um dos objetivos deste trabalho.

Para que essa energia elétrica possa ser avaliada foi preciso conhecer potência da manta aquecedora, o tempo necessário para evaporar o volume de lixiviado determinado e o volume evaporado. Como mostra a equação 4.

$$E (Wh/L) = \frac{P (W) \times t (h)}{V (L)} \quad (4)$$

Para obtenção destes dados foram avaliados o tempo de evaporação dos cinco ensaios e feita uma média dos mesmos que foi de uma hora e trinta minutos (1,5 h). A potência foi obtida através do modelo da manta utilizada no experimento (Fisaton, modelo 202), este valor é indicação do fabricante, sendo de 480 W. O volume evaporado foi de 500 mL.

Tendo a equação 4 acima, sendo aplicada: $E (Wh) = 480 (W) \times 1,5 (h) / 0,5L$. Com isso foi avaliado um consumo energético de 1.44 kWh/L.

Autores ressaltam que as experiências e os cálculos de produção de biogás e lixiviado em aterros sanitários indicam que se tem biogás em excesso para suprir as necessidades energéticas para evaporação dos lixiviados.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com o desenvolvimento deste trabalho foi possível analisar o comportamento de poluentes como a DQO, DBO, sólidos totais, condutividade e amônia de amostras de dois aterros sanitários distintos. O aterro de Biguaçu/SC com 17 anos de operação (considerado um aterro de lixiviado fraco) e o aterro de Lages/SC com 2 anos de operação (considerado um aterro de lixiviado forte).

O presente estudo mostrou que as eficiências de remoção dos parâmetros analisados DQO, DBO e sólidos totais atingiram valores acima de 88%, tanto para o aterro de Biguaçu/SC quanto para o aterro de Lages/SC, independente da faixa de pH que amostra foi analisada. Isto justifica que o processo de evaporação é eficiente para a remoção destes parâmetros no tratamento de lixiviado.

O comportamento do parâmetro condutividade no aterro de Biguaçu/SC e no aterro de Lages/SC tiveram melhor remoção nas amostras com pH = 6,5 (remoção de 76% e 75% respectivamente), isto provavelmente aconteceu, devido à redução de amônia no lixiviado evaporado. Outra justificativa é que com o pH previamente acidificado a 6,5 as elevadas concentrações de sais, ficaram no lixiviado concentrado, ou seja, somente uma pequena parte foi arrasta para o lixiviado evaporado.

O parâmetro amônia também se comportou de maneira semelhante nos dois aterros. Nas duas situações o acréscimo menor na concentração foi na amostra com pH = 6,5 (acrécimo de 21,5% para o aterro de Biguaçu/SC e 23,4% para o aterro de Lages/SC). Isto se justifica que em pHs ácidos ocorre formação de sais de amônio que não devem ser carregados junto com o vapor d'água no processo de evaporação do lixiviado bruto para o lixiviado evaporado.

Comprovou-se na pesquisa que nos diferentes pHs estudados não houve remoção de amônia, sendo este o poluente de mais difícil remoção. Com isso, sugere-se que para futuras pesquisas se utilizem acidificações maiores para que a amônia possa ser removida do lixiviado evaporado. Pois, a amônia é relevante no estudo do lixiviado introduzindo caráter tóxico ao mesmo, devido à sua volatilidade e altas concentrações sendo um importante indicador de contaminação ambiental.

Por fim pode-se observar que o lixiviado evaporado pode ter elevada qualidade em termos de DQO, DBO e sólidos totais e ter fácil disposição, verificando-se assim a eficiência do sistema de evaporação como tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimentos: NBR 8419. São Paulo, 1984.

APHA-AWWA-WEF. Standard methods for examination of water and wastewater. 17. ed. Washington, 1989.

BARROS, H. L., Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por Meio de Lisímetros de Grandes Dimensões, Universidade Federal de Viçosa, Dissertação de Mestrado, Minas Gerais, 2004.

BIRCHLER, D, R; MILKE, M, W; MARKS, A, L; LUTHY, R, G. Landfill leachate treatment by evaporation. Journal of Environmental Engineering, vol. 120 n. 5, 1994.

CASTILHOS, Jr., A. B. Produção de Biogás e Lixiviado em Aterros Sanitários. Saneamento Ambiental. São Paulo, 1991.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; HRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. -J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, v. 16, p. 659-718, 2001.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo, 1997.

CHEN, P. H. Assessment of leachates from sanitary landfills: impacts of age, rainfall and treatment. Environment International, v. 22, n. 2, p. 225-237, 1996.

CHU, L. M.; CHEUNG, K. C.; WONG, M. H. Variations in the chemical properties of landfill leachate. Environmental Management, v. 18, n. 1, p. 105-117, 1994.

EHRIG, H. J. Waste Management & Research. Institut fur Satadtbauwesen. Braunschweig, Alemanha, 1983.

EISNER, P; LEONHARD, K; WILDERER, P. A. Aterro sanitário lixiviado treatment by evaporation. Jornal of Environmental Engineering, p. 163, 1996.

EPA, U. S; Ground –water and leachate treatment systems manual. EPA/625/R-94/005, 1995.

ETTALA, M. Full-Scale Leachate Treatment Using New Evaporation Technology. Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, p. 86-87, Abril 1998.

FINK, RONALD G.; HART, JAMES. Wastewater evaporation 101 – A review of wastewater evaporators from Roman times to the latest technology. *Pollution Engineering*, Setembro 2001.

FOUST, A. S; WENZEL, L. A; CLUMP, C. W; MAUS, L; ANDERSEN, L.B. Princípios das Operações Unitárias. 2 ed. Rio de Janeiro, RJ, 1982, 670p.

FLECK, E. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003, 215p.

GIRALDO, E. Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. Revista de Ingeniería, vol 14, Bogotá, Colômbia, 1997, p. 44 - 55.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES, F.; SILVA, S. C. P. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS Jr, A.B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2006. 494 p.

KEENAN, J.D; STEINER, R.; FUNGAROLI, A.A. 1984. Landfill leachate treatment. Journal WPCF, Vol. 56, n.1. 1984, p.27-33.

LU, J. C.S., EICHENBERGER, B., STEARNS, R.J. Leachate From Municipal Landfills, New Jersey - US, 1985.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of municipal solid waste landfill leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, n.4, p.297-336, 2002.

MARKS, A. L.; LUTHY, R. G.; DIWEKAR, U. M. Semi-continuous evaporation model for leachate treatment process evaluation. *Environmental Progress*, v. 13, n. 4, p. 278-289, 1994.

OLIVEIRA, J. E. Apostila de Química Experimental I. Araraquara, SP: Universidade Estadual Paulista, 2003, 254p.

OLIVEIRA, S. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, RS, 2000, 8p.

PORTILHO, F. Profissionais do lixo: um estudo sobre as representações sociais de engenheiros, garis e catadores. Rio de Janeiro, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000, 186p.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment. USA: Technomic Publishing Company, 1994. 339p.

REHMAN, A. Landfill leachate treatment using evaporation technology. Ottawa, Canadá: Universidade Carleton, 2003, 25 p.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N. de; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3., 2003. Rio Claro. São Paulo.

SOUZA, G. Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de lixiviado de aterros sanitários – Estudo em piloto experimental. Florianópolis, SC: Universidade Federal de Santa Catarina, 2005, 86p.

TCHOBANOGLIOUS, G; THEISEN, H; VIGIL, S. Integrate solid waste management engineering principles and management issues. McGraw-Hill, Inc., Nova Iorque, 14p, 1993.

YUE, D; XU, Y; BUX, R; FUQIANG, L. M; NIE, Y. Laboratory-scale experiments applied to the design of two - stage submerged combustion evaporation system. Science Direct - Waste Management 27, p. 704 – 710, 2006.